空氣污染對永續性農業之影響

Effects of Air Pollutants on Sustainable Agriculture

周　昌　弘

Chang-Hung Chou

中央研究院植物研究所

Institute of Botany, Academia Sinica, Taipei, Taiwan 115, ROC

前　言

自十九世紀工業革命後，全球工業的急速發展、人口的增加、經濟活動的頻繁，使全球工業污染物不斷地以等比級數的增加。再者，由農業上使用農藥及農業產生的廢物也顯著地增加污染物，導致全球生態上的變化。這些污染物可歸類出空氣污染物、水污染物、固體污染物及核能廢棄污染物。每種污染物都會對人類及其他生物生存造成威脅，並導致全球農業生產力的降低。尤有進者，由於工商業的發達及人類對自然資源無止境的開採利用，如森林的砍伐，石油的燃燒，煤礦的開採利用，在在使其燃燒後的二氧化碳量快速的增加。從1950年代的315 ppm 到1975年時的335 ppm ，二氧化碳雖不是污染物質，但全球二氧化碳的增加，使大氣的溫度隨之升高，造成溫室效應，並導成全球氣候的變遷。氣候的變遷當然會影響到全球農業的生產力。因此，不管空氣、水、固體或核能的污染都造成農業問題。大地中二氧化碳、CFCs、甲烷、NOx、氟化物等，造成全球變遷所導致農業生產力的銳減更不可不慎。因此，全球科學家已焦注於「全球變遷(Global Change)」的研究，以謀改善之道。

進一步的，近代農業畸畸形發展，爲提高生產力大量使用化學肥料及農藥，雖然短時提高了生產力，提高了生產效率，縮短了耕作的時間，但長期單一作物的連作及長期使用化肥農藥的結果，亦致使土壤物理化學性狀的改變，致土壤變酸或變鹼，終致土壤肥力日漸衰退。尤有甚者，土壤中的微生物漸被消滅而致生態失衡。如此，肥沃的良田不復存在，地下的水資源被污染，大地漸失生機，最終必導致生物的滅絕及人類生存受到威脅。有鑑於此，全球有識之士遂倡永續農業的理念，其目的是藉大自然相生相剋，互補有無，相互依存的道理以求地球上生命的永續，此生命的永續仍維繫人類永續的生存。因此，永續性的農業亦成爲

當今農業上的重要研究方向，也值得學者們去研究。因篇幅有限，不能廣泛論及上述所有污染與農業的問題，因此本文就空氣污染與永續性農業的相關問題提出例証，藉拋磚引玉之功，以就教學者專家。

ABSTSTRACT

Air pollutants are any gases or particulates in the atmosphere that cause discomfort for living organisms, or even their injury or death. Most common air pollutants, such as SO_2, O_3, PANs, NO_x, NH_3, ethylene, floride, gaseous heavy metals, and dust, can affect the growth of plants and animals in aquatic and terrestrial ecosystems, resulting in a decrease of productivity or in the extinction of species. The air pollutants mixed with water vapor may form acidic precipitation that will change soil properties and reduce water pH; consequently both forest and marine ecosystems are deteriorated. The change of hydrological cycle will lead to climatic changes that further influence the flora and fauna of the biosphere. All of the changes will result in the destruction of sustainable agriculture, and eventually threaten the survival of living organisms including humankind.

空氣污染物的產生及對農作物的傷害

空氣污染(Air pollution) 係存在於大氣中，一種或多種的物質對生物的生存構成傷害，或生活上造成不舒適，此物質謂之空氣污染物 (air pollutant) 可包括煙霧、氣體、臭味、或蒸氣及懸浮的粒子，如塵埃、固體、微粒子等。在這些毒物質中，由於產生方式的不同而可分二大類：即氣體及固體，氣體可以隨風及大氣環流而散佈各地造成對全世球的植被、漁類、及土壤的變化，導致傷害，而固體的傷害範圍較小可能僅限於工業區及其周遭，氣體的污染物如臭氧(O_3)、一氧化碳、二氧化硫、PANs、二氧化氮、氟化物、乙烯及氯化物等。另外，一些重金屬工廠的廢氣中含Cu、Zn及Pb。而固體的污染物是石灰窟及水泥廠等排放出大量的塵埃。其中如SO_2、NOx、CO_2等都會造成酸雨(Acid Precipitation)而降落地面危害植物，包括森林及農作物，改變土壤的酸鹼值，改變湖泊及海洋的水質，進而造成對水生及陸域生態環境的變化，致植物及其他生物造成傷害。現依周(1978)改寫分別就各種氣體造成之傷害敘述如后：

一、由光化學反應產生的空氣污染物

在空氣中含有許多氮氫化合物及一些未飽和的氮氫化合物，尤其在濃閉的森林裡也含多量氮、氫化合物，這些化合物暴露在陽光下產生一連串的化學反應而產生PANs即Peroxypropionyl nitrate, peroxybutyl nitrate，及peroxyacetyl nitrate，此總稱PANs。另外由terpenoids（松烯類化合物）與氮化合物作用後亦產生PAN。此外，NOx 曝露於陽光

時吸收紫外光經光化學反應產生臭氧(O_3)及主要的氧化物。當然，臭氧及PANs的另一主要來源則是工業煙囪及汽車的排放物。

$$\text{Olefin} + 1/2\,O_2 \xrightarrow{\text{光}} R + R'O$$

Olefin：烯系烴，汽車排氣中之碳氫化合物

$$R + O_2 \longrightarrow R\text{-}O\text{-}O$$

R, R O：有機性自由機

$$R\text{-}O\text{-}O + NO_2 \longrightarrow R\text{-}O_2\text{-}NO_2$$

一九四四年美國洛杉機市首先發現空氣中所含的氣體會傷害植物生長，一九五八年科學家証實煙霧(smog)裡，主要的污染物爲臭氧，它來自汽車及工廠的排放物。

㈠臭氧對植物的傷害

臭氧對植物常造成極大的傷害，其特徵是引起植物葉部無數的小斑點，剛開始時呈黑色小斑點，隔廿四小時後，小黑色斑點變淡，再經數天後則變白。對四季豆言，在上表葉上呈現黑色斑點而後整片葉子呈漂白狀。其他植物的葉子曝露於臭氧時均呈同樣的傷害。

臭氧之傷害植物葉子主要是由於柵狀組織被破壞，其組織內的葉綠體聚合並累積於細胞兩端或中央。緊接著，細胞壁開始潰爛，而葉綠體最後形成凍膠狀。色素破壞致使細胞損壞，並呈紅棕色狀。木本植物的葉子曝露於臭氧時，葉上呈紅棕色斑點並產生新的色素，當柵狀組織被傷害時，非連續性的孔洞產生。

在辛辛那地的美國國立空氣污染控制中心，曾做了臭氧對煙草Bel W3種及對四季豆的實驗而發現，該植物曝露於中午時受害最大，有63-60%的傷害。不同濃度的臭氧及曝露時間對煙葉下表面之傷害情形不一。其結果指出濃度雖在3. 5 pphm但葉子若曝露於此濃度8 小時則就會有56% 的傷害。濃度愈高在9 pphm時，曝露的時間雖較短(4小時)亦得到45% 的傷害。另外再用四季豆做材料，將它曝露於相同的臭氧濃度，溫度不變，但照射光量不同，則在2900 ft-c(燭光) 之光照下得89% 的傷害，在1800燭光時爲73%傷害，100燭光時10% 傷害而對照在暗時則僅2%傷害。

由上實驗數據顯示，植物曝露於含臭氧的環境下的反應，因環境之條件而有改變。不同的光照度、溼度、時間、溫度及營養條件均會對傷害有所影響。

㈡ PANs對植物的傷害

PAN 對許多植物的幼苗及幼嫩的葉子有極大的毒害作用。但PAN對溫度不穩定，在90℃時就起變化。可以看到的傷害是葉子呈黃銅色斑，銀白色帶，及雪白色帶，因此有人稱受PAN 危害的植物是"Silver leaf symptom "（銀色葉斑症）。屬PAN 傷害的植物的葉中海棉細胞及下表皮細胞萎縮，使葉綠體喪失它完整性，經過一些時候或嚴重的曝露於PAN 後，海棉細胞萎縮，細胞質變成淡色或深棕色。其微細構造之變化甚大。

對PAN 曝露的濃度與時間，植物所受的傷害亦不同。四季豆曝露 於0. 8 ppm 30分鐘

後引起嚴重的傷害。另外，在PAN 0.5 ppm 曝露1小時，或0.1 ppm 5 個小時時，同樣引起四季豆及蕃茄的嚴重傷害。但四季豆曝露在0.8 ppm 15 分鐘時，其葉下表面呈銀白色及銅色的傷害，但上表皮仍未發現有傷害之反應。但是無論如何，在0.01 ppm的PAN 曝露6 小時後均能引起植物之傷害。在1 ppm 30分鐘之曝露時雖肉眼看不到四季豆的傷害特徵，但其葉之葉綠體之細胞組織之物理變化已有相當顯著。

光對於PAN 對植物的傷害亦有顯著的影響。曝露於不同光度的植物，其感受PAN 的傷害會有不同，普通在3 小時的光曝下即有反應。另外引起與PAN 相同傷害特徵的空氣污染物也是值得注意的。譬如從汽車排出的廢氣中含有propylene 及nitrogen oxide，這些化合物在溫室的實驗同樣構成對植物的傷害。PAN 與其他氣體如臭氧、1-pentane、3-heptane，一樣構成對植物相同的危害。

二、二氧化氮(NO_2)對植物的傷害

二氧化氮之主要來源是從煤炭、石油、及天然氣的燃燒中釋放出來，有的從電力發電系統中釋放出來。另外在碳、氫化合物的存在下經光化學反應後產生NO_2。NO_2單獨地可以構成對植物的傷害。它的傷害特徵並不規則，有呈白色及棕色的組織崩潰現象，顯而易見的是在葉脈處及葉緣地方。

Taylor氏(1967)研究指出蕃茄曝露於NO_2，2.5 ppm，4 小時後引起顯著的可見特徵。四季豆曝露於NO_2，3 ppm，4-8 小時後引起相同的傷害。

急性的傷害現象可以從蕃茄、四季豆及煙草的幼苗曝露於2.5 ppm的NO_2中發現，傷害特徵呈枯黃、萎凋，此現象與SO_2及O_3的傷害類似。在25 ppm的NO_2下幾乎所有的植物群落均會受其傷害。

以煙草為材料，將它曝露於0.5 ppm 連續的情形下，引起煙草之chlorosis (黃化現象)，並使煙草下部葉子受傷。

三、二氧化硫對植物的傷害

二氧化硫之主要來源亦與NO_2相同。尤其是石油化學工業的廢氣中含SO_2最高。

二氧化硫可引起急性及慢性的傷害。其急性傷害特徵是葉子枯黃脫落，從葉脈及葉緣處開始。慢性的傷害是引起葉子呈棕紅色斑點、腫脹，使葉內的物質淋出並呈白色。一般植物曝露於0.3 ppm，8小時後引起傷害。引起植物的傷害常由於空氣中所含的SO_2、H_2SO_4及少量的SO_2，經雨、霧及水氣帶到植物的葉表面上。SO_2等氣體經工廠排出後散於大氣中並溶於大氣中的水氣使它構成$SO_4^=$之強酸。此等氣體對幼嫩植物的葉子最易構傷害。一般言之，葉上有臘質(wax) 的植物不易受SO_2等的傷害。最近世界各國對空氣中酸性沈降物(acid precipitation) (簡稱酸雨) 特別注意，並於1976年在美國Ohio大學舉行學術研討會，以討論有關沈降酸對於生物的危害。這裡所指的酸雨大概最重要的是SO_2等。（有關酸雨對森林、農業及土壤的改變在下一節再論及）。

SO_2引起植物細胞的崩沮並有空洞產生，細胞中的葉綠素被破壞，柵狀細胞層受傷

。由上表皮至下表皮，其危害程度較之上述的污染物為嚴重。

在台灣有多處地方的植物被SO_2所傷害，其中顯著的是西海岸靠火力發電廠的附近植物受傷害較大。根據張中和、湯清二氏(1975)年調查報告指出，六種植物對SO_2忍受程度依序是毛柿、楓香、台灣赤楊、大葉桃花心木、光臘樹，忍受性最差者為馬尾松。

四、二氧化硫與臭氧對植物傷害的協成作用(synergistic effect)

當植物曝露於二氧化硫或臭氧時，在其濃度分別低於0.24 ppm 及0.03 ppm時，對煙草並不構成危害，但當兩種氣體混合曝露於2 小時就會產生協成作用，其煙葉受害程度為38%。對煙草言，其傷害特徵與臭氧同。曝露時間為4 小時，其協成作用更明顯，其葉部受害程度為75%。

五、二氧化硫與二氧化氮對植物的協成作用

當煙草(Tobacco Bel W3)分別曝露於2 ppm 以下的二氧化氮4 小時，煙草並不受傷害。但將兩種氣體混合（0.1 ppm 二氧化氮及0.1 ppm二氧化硫），並使煙草曝露於此混合氣體4 小時後，則煙草呈現中度的傷害。若將上述三種氣體即SO_2、NO_2及O_2分別在0.05 ppm將它們混合，則煙草對此混合氣體的傷害即為顯著。

一九六八年科學家在美國的布魯克林(Brooklyn)植物園，紐約的Staten Island，及紐澤西州的Bayonne 及Rosselle檢查大氣中的污染物而發現，該地區的臭氧濃度並未達到污染傷害煙草的程度，但檢驗該地區的空氣中含SO_2的污染物（SO_2之濃度亦在傷害的程度以下）。然而煙草對該地區的混合氣體卻有顯著的傷害影響，此顯示是氣體之協成作用所致。故微量的污染源雖分別不能構成植物之傷害，但當混合後將會有顯著的傷害效果。

另外的研究指出在有露、霧或小雨時，空氣中含微量的二氧化硫易構成植物之傷害，但微量之SO_2在晴朗乾燥的日子則對植物的危害就不顯著。若大雨時，SO_2易被沖刷，植物反而不受傷害。

六、氟化物對植物之傷害

在0.1 ppb 濃度以下氟化物即可對植物構成傷害。氟化物在氣體狀態或固體狀態均能累積在植物葉的表面或裡面，致使葉部受害。氟化物累積到相當高濃度時仍不致被輸送到其他部位。

氟化物對植物的傷害以氣體的形式最為嚴重，譬如氟化氫及氣體的氟化物容易被吸附在葉的表面。固體的氟化物雖附著在葉的表面，但若沒有被潤溼仍不致構成危害，故小雨、霧或露水最易使氟化物對植物產生傷害現象。

這些氟化物的來源是自肥料廠、水泥廠、陶瓷廠、玻璃廠或磺廠的廢氣中，其中玻璃廠所排放之廢氣中的氟化物較其他類工廠來得嚴重。譬如，在桃園八德鄉玻璃工廠所

排放的氟化物造成當地農作物如水稻、葡萄等嚴重的損失，又在屏東地區，香蕉也受氟化物的傷害造成產量銳減。

在靠近氟化物吹出來的下游地區，其植物受害程度較顯著。在田納西州，靠近鋁廠及肥料廠的植物，其葉部的氟到達300 ppm，在另一個情形則氟高達462 ppm，距九英哩處則氟仍達114 ppm。在另一植物群落，如蒙他那州的松樹，其氟高達10,000 ppm。氟化物對植物的傷害最易鑑別，它是在葉尖及葉緣處。科學家曾用劍蘭及水稻做實驗，而發現傷害至為明顯，均由葉尖開始，檢測氟在葉的分佈得知，在葉尖最高，往葉基部遞減。

七、氯化物對植物的傷害

大氣中的氯化物大致在靠近游泳池及下水道的地方。氯化物所產生的傷害大致在植物葉的尖端及葉緣處及中肘處。中年的葉子受氯的傷害最為容易，其次為老葉，幼嫩年輕的葉子不易受氯化物之傷害。事實上，氯化物傷害植物比氟化物較為嚴重，但有關氯化物的研究卻較少。據美國Rutgers 大學以蕃茄的研究指出植物曝露在氯化物2-3 小時後，在不同濃度產生傷害程度不同，譬如在0.31 ppm不引起傷害，在0.61 ppm時引起輕微傷害，1.38ppm時引起嚴重傷害。另一在史坦福大學的研究所指出在0.1 ppm 濃度曝露2 小時後，苜蓿及蘿蔔產生傷害。

八、乙烯(Ethylene)對植物的傷害

乙烯不像其他的氮氫化合物，它不易從大氣中萃得。它主要來自天然氣，石油燃料的燃燒系統及煤礦的排出物中得到。當蕃茄曝露於乙烯氣體時會有葉彎曲下垂現象(epinasty)，葉黃化及落葉等現象。對蘭花言，曝露於0.05 ppm 6 小時，或0.3 ppm 3小時時，就會對蘭花造成傷害。

乙烯像其他植物賀爾蒙一樣具有抑制植物生長的作用，早在廿世紀初葉就有人研究，而植物生理學家在此方面的研究甚多。故不擬在此多費篇幅討論。

九、氨氣對植物的傷害

氨氣大致來自農田使用氨肥或氮肥或堆肥時產生的廢氣。近年來，台灣養豬事業發達，其排出的糞便到農田被分解後產生大量氨氣，此氨氣亦構成農作物之危害。

一九六三年Voaga 及Szoldos 指出施太多的氮肥如KNO_3或$(NH_4)\ SO_4$分解出來的NH_3 太多之故。NH_3 會抑制IAA oxidase 的活力，以致IAA量增加，IAA的量太多時，亦會阻礙植物生長(Levitt 1972)。

十、固體空氣污染物對植物的傷害

一般言之，懸浮於空氣的固體污染物對植物的傷害並不大，除非它的濃度很高。從

水泥廠出來的鹽類物可能是主要的來源。從礦廠產生的石灰散佈於植物並聚於葉的表面使植物光合作用受阻，並使植物硬化。重金屬工廠產生的污染物如Zn、Pb、Br、B、Cd、Ni 等如形成氣體時，在極低的濃度下就可使植物傷害。

因爲許多植物的病徵與空氣污染所造成的傷害幾乎相似，故若無深入了解則會誤解其傷害的原因。用來測定空氣污染的程度還是以生物分析法來得簡易正確，植物萵苣、四季豆、蕃茄、煙草、菠菜、苜蓿及劍蘭、蘭花均是很好的材料，因感受污染的程度不同，植物受傷害亦因品種而異。

空氣污染與酸雨的關係及其對生態系的影響

上述的空氣污染物對植物的傷害至爲明顯，但並非所有的空氣污染物都會形成酸雨。酸雨(acid precipitation)一詞係一八七二年英國化學家R. A. Smith 開始使用。根據英文字意，應該是酸性沈降物。其意是指大氣中的SO_2、NO_2、Cl^-、HF等酸性物質與雨水、雪水、霧、露等而沈降到大地，而造成對生物及生態系的影響。絕大部份的酸雨對動物、植物都造成傷害。經由生態系的運轉過程，酸性沈降物對生態系中的森林、湖泊、土壤及水質都造成影響，直接或間接影響農林漁牧之生產力，對永續農業造成傷害，以下就酸性沈降物的形成過程、分布地區及其對農業生態系的影響加以闡述。

一、酸雨（酸性沈降物）的形成及與土壤間之關係

上述諸多酸性氣體污染物中以二氧化硫或其他硫化物爲例，以說明其形成酸雨的過程。在石油化學工廠或以燃煤發電的工廠，產生S、H_2S、CS_2、CH_3或CH_3SH，此等物質與O_3結合形成SO_2、SH、SOO、S_2O、CH_3S，再與O_2作用形成SO_2、SO、SO_3，其方程式如下：

$$\begin{matrix} S \\ H_2S \\ CS_2 \\ CH_3SH \end{matrix} + O_2 \longrightarrow \begin{matrix} SO \\ SH \\ SOO \\ CH_3S \end{matrix} + O_2 \longrightarrow \begin{matrix} SO_2 \\ SO \\ SO_3 \\ SO_2 \end{matrix}$$

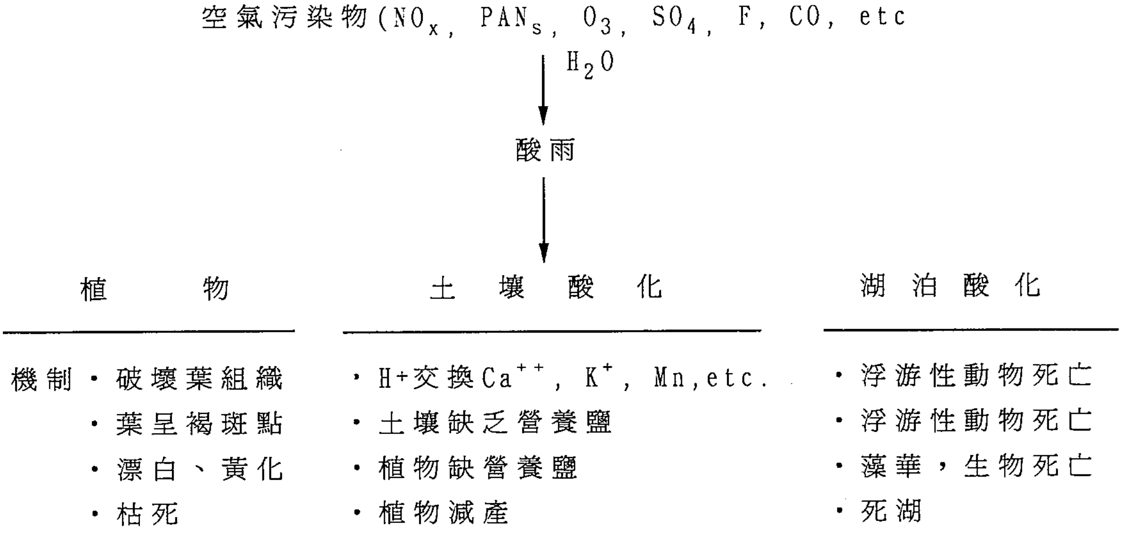
其中SO 及SO_2經由H_2O及O_2 再形成H_2SO_4 (Shen *et al.* 1977)

如：
$$SO_2 + 1/2\ O_2 + H_2O \xrightarrow[\text{觸媒}]{Fe、Mn、V} H_2SO_4$$

$$SO_2 + Ca^{++} + 2H_2O \xrightarrow[\text{Catalyst}]{} CaSO_4 \cdot 2H_2O$$

在空氣中的二氧化硫與水氣結合沈降到植物體經氧化及鐵錳等活性元素之催化下，發生觸媒氧化反應而產生SO_3^{-2}進而形成SO_4^{-2}，在植物體中SO_3^{-2}之殺傷能力最强，SO_4^{-2}造成强酸性而腐蝕生物組織，甚至也侵蝕大理石的表面造成大理石的損害。在火力發電廠等大工廠的下風方向以及鐵路公路的近旁，其植物所受傷害最大(Dong and Cheng 1986)。遠離工廠的其他方向及離鐵、公路遠的地方的植物，則傷害較爲輕微。這個現象與台灣西海岸幾個火力發電廠所引起對當地植被傷害至爲明顯。如桃園林口發電廠及大林火力發電廠。在林口的發電廠附近，在進入其電廠南方的 2 公里處，在緊密的車上，吾等就可聞到含硫的惡臭味，但進入廠周圍就略感覺不出。當地相當抗鹽的植物如芒草、林投及黃槿都受傷害而無法生存，整個林口電廠附近的植物枯死，這顯然與林口電廠排放的二氧化硫有關，但仍有學者不以爲是，而認爲是鹽沫的爲害。蓋煤煙及油煙是大氣中固體顆粒物的主要成分，高空中的塵埃是水蒸氣凝結成冰品或小水滴時必須的核心。當高空大氣中有二氧化硫時，小水滴吸收二氧化硫，並由于固體顆粒的催化作用生成硫酸，隨雨水下降成爲酸雨，這可能是酸雨形成的主要機制之一，其中煤煙爲重要作用(Cheng 1985)。

尤有進者，當SO_2隨雨水或其他形成的水氣沈降到土壤後，形成$H_2SO_4^{-2}$其H與土壤粒子中的陽離子(Cation)起置換作用(Cation exchange)，使Ca^{+2}、Mg^{+2}、K^{+}、Al^{-3}礦物離子釋出。這些離子之流失使土壤之營養分銳減，間接造成植物營養不良導致植物生長受阻。另外，因酸雨而由土壤中釋出Al^{+3}也會抑制植物對Ca^{+2}的吸收，而傷害植物的細根。若干金屬如鋅、鉛、釩釋出後亦毒害土壤中分解者之微生物。而Al^{+3}流入河、湖泊或水庫亦使魚類之鰓部受害而致死亡(Sitwell 1984; 劉、郭、鍾 1985)。其酸雨形成與毒害生物之模式如圖一。



圖一、酸雨形成與其對生物毒害之模式

一般言之，酸雨的pH值大致介於4 與5 間，比較全世界酸雨沈降物地區：在北歐斯堪維尼亞(Scandivania) 如芬蘭及挪威，其酸雨之pH值在Podsolized 森林土壤最低達3.4 以下，大部份在3.4-4.0 間，少部份地區大於4.0。在歐洲的英倫三島，如利物浦、曼徹斯特、倫敦等地SO_2 釋放濃度相當高，最高達50 ton/km^2/yr 這當然造成英倫三島的污染，在歐洲大陸，則以德國、捷克斯拉夫之工業地區所造成污染為最，其pH值均在4.0 ；美國及加拿大的重工業區如底特律、芝加哥、多倫多等地，pH在4.0 - 5.0 間。反觀台灣，大致介於pH 4- 5間，台灣五、六月間在4.4 - 4.8，颱風雨時為5.8 - 6.6。

二、酸雨對森林生態系的影響

在歐洲黑森林中有50% 的面積遭酸雨傷害，其中2,162 km^2 森林已完全失去生產力，其損失不輕（1.2 億美元）。空氣污染物危害森林至鉅，可對單株影響，亦可對森林生態系影響，對森林生態系影響至為廣泛。依Smith(1980)之報告可分三等級之關係：

1. 低濃度污染物：森林植物及土壤對低濃度的空氣污染物具淨化功能，甚至某些污染物對林木有益達施肥之效應。
2. 中濃度污染物：森林曝露於中濃度的污染物，較敏感樹種因失養分平衡，或植物組織受毒害產生不利影響。
3. 高濃度污染物：森林曝露於高濃度污染物時，樹呈劇烈病徵，死亡或滅絕。森林生態系因種之消失而失去保護機制，甚至影響水土保持及自然保育之功能。其中對林木生長影響，對生態組成及消長之影響以及對森林病蟲害發生之影響。

空氣污染物對森林的危害依其濃度有如下的傷害：

1. 直間傷害(Direct injury)：

當空氣中有毒污染物濃度高時，污染物經根部吸收，氣體交換進入林木組織，尤其是葉部，譬如SO_2 轉變為SO_3^{-2} ，此使SO_3^{-2} 具強氧化能力，破壞細胞如海棉或珊狀組織，與代謝物質結合產生傷害，譬如SO_2 與-CHO或R-CHO 結合成硫酸醛複合物，使林木生理受到傷害。此時，葉綠體崩潰，葉呈褐色焦枯至乾枯死亡（此在前章已述及），其病徵如表 1 。

2. 間接傷害：

前節已述及，當污染物沈降至林木生育地後，由於H^+與土壤離子的置換作用，使陽離子釋出造成土壤中缺乏營養鹽，致林木生長受阻。此種危害為間接性，但依劉等(1985)指出其傷害程度又可分為如下數種：

(1)不可見的危害

污染物進入林木組織或堆積表面之污染物，阻礙生理活動使生長衰退，養分循環受到干擾或代謝作用改變，此無法從肉眼中觀察得知，不易引起病徵。

(2)可見的危害

當污染物在低量時引起慢性傷害，久而可見其病徵出現如葉黃化，葉面散佈褐斑，捲曲及高生長停止。然而，當污染量在短時間急速增加，則林木呈現嚴重病徵

如焦枯，葉變褐，甚至全株死亡。

三、空氣污染物對森林生態系的影響

1. 森林亦是空氣污染物的來源

空氣污染物對林木的生長之影響已很清楚，勿用置疑。但森林本身亦是產生空氣污染物的來源之一。譬如前章述及森林植物產生松烯類化合物(terpenoids)，及碳、氫等氣體，它與含氮化合物經由光化學反應產生一些PANs的物質。又如，森林火災產生大量CO及大量似藍色的煙霧的微粒，根據美國環保署(1977)指出來自森林的各類污染物佔總量比例是C(3%), CH(2%), NOx(0.6%)。

2. 森林土壤提供空氣污染物沈降的貯存庫

污染物經雨水沈降到森林土壤，因為森林土壤有機質較豐富，不像一般土壤產生淋溶作用。當它被淋至土壤表層時，被土壤有機質或礦物質起化學變化，把它中和或改變毒性，此依沈降強度，速度及土壤質地息息相關。進入土壤後與土壤粒子發生交換性位置之有機膠體吸附作用，與二價負電荷陰離子結合成不溶之複合物。空氣污染物被淋至下層，甚至到達地下水層。有些被微生物利用代謝，有的被植物根部吸收。Smith and Siccama(1981) 於美國北方New Hampshire 闊葉森林土壤為對象，研究土壤含鉛情形，發現土壤A1層累積 89 μ g/g 之鉛量，依地表深度鉛量遞減。在台灣，呂世宗(1987)在南北高速公路旁做土壤分析發現於林口附近42k 處為778 ppm ，本研究室在該地則發現，表土0-5 公分含鉛量為111 ppm，15公分以下為49 ppm（江友中碩士論文 1993），此污染蓋由汽車排放之污染物所致。然而，當地植生如五節芒已適應高濃度之鉛。其適應機制正深入探討中。

3. 森林對空氣污染物的淨化作用

前面所述均討論空氣對森林之傷害及負面之影響。而森林實值上對隔離及吸收空氣污染物而具淨化作用。植物葉上之氣孔係提供光合作用及呼吸作用氣體之交換管道。氣孔係唯一交換CO_2, O_2之管道，有害氣體隨著CO_2或O_2而進入葉肉組織，擴散至細胞間隙或附著在海棉、柵狀組織之藻壁細胞上，氣體進入植物氣孔會因葉大小、風速、葉形、氣體粘著性擴散性、葉中之水分、CO_2 濃度及光度，另外乃是控制葉肉細胞抗拒之因子。譬如，氣體之水溶性、擴散性及葉肉細胞代謝作用（劉等 1985）。

根據劉瓊蓮等 (1985) 報告以苜蓿為材料而發現，有害氣體被植物所吸收的速率因氣體性質而異，其結論為$HF>SO_2>Cl^->NO_2>PAN>NO>CO_2$(Smith 1981)。其主要理由係HF、$SO_2$ 、Cl^- 易溶於水，且容易擴散。比較數種森林植物而發現林木苗木吸收O_2之速率為白櫟(0.635 mg O_2 dm /hr) > 白樺(0.536) > 槭(0.502) > 糖槭(0.371)> 七葉樹(0.362) > 甜楓(0.278) > 紅槭(0.272) > 白臘樹(0.239) (Townsend 1974)。對SO_2之吸收則為：紅槭(0.088 mg SO_2 dm hr)> 白樺(0.086) > 甜槭(0.074) > 女貞(0.068) > 杜鵑屬(0.056) > 白臘樹(0.046) > 杜鵑(0.044) (Roberts 1974)。 進一步，美國環境保護署(USEPA) 於1976年証實林木可以改良空氣品質，以 St. Louis 言，全森林面積為122,517 公頃，每年

可自空氣中移除之SO_2達80.5×10 噸之多，這種淨化效果對空氣品質之改良有相當大的貢獻（劉等 1985)，其每公頃森林每年可移除O 爲9.6-10噸，SO_2(748 噸)、CO_2(2.2噸)、NO_2 (0.38噸)、PAN (0.17噸)。

四、空氣污染物對水生生態系之影響

學者Gorham (1976) 及Kellogy *et al.* (1972)估算全球硫之釋放量而得知，從海水鹽沫中每年得44噸，從海水之生物產生48噸，陸生生物產生58噸，及從火山爆發中得22噸，共172 噸。從人類經濟活動中得65噸，至於NOx 量則另有詳述。海水可以中和大氣中沈降之酸雨，使酸鹼值到pH 8.2。在美國米里蘇達的湖中比較湖中有水苔類植物(*Sphagnum*)與無水苔者而發現，有*Sphagnum*者可吸收4.4 mg/l的Ca量，使pH達4.0，但無*Sphagnum*者爲1.7mg/l的Ca量，故pH低至3. 5 (Heinselman 1970)。比較雪水中之化學組成得知在北卡羅萊納州的溼地，其pH 8.1，北達克達州達7.9 ，西安太略省則湖水pH值爲3 ，此相當低，由於酸性沈降物的關係，水生生態系中之水苔(*Sphagnum*)可將酸化的湖泊之湖底逐漸覆蓋，這些種包括*S. inundatum, S. cuspidatum*及其他種，因*Sphagnum*可以吸收水域生態系中之金屬礦物質，且抑制礦物質之再循環，水苔同時可吸收水域中之陰離子如磷。由於水苔對陽望子及陰離子的吸收，致使營養鹽不再循環，湖泊生產力喪失，導致水生生態系失去平衡，情況越惡化，則湖泊長滿水苔，這個湖泊生命即告終(Gorham 1976)。當然，由於酸雨的緣故，在加拿大安大略湖中失去了魚獲量及魚群之喪失爲最(Beamish 1974)。在挪威的淡水生態系統中亦証實由於湖水中之酸化，使*Allochthonous*有機質不易分解，浮游植物及浮游動物族群及底棲無脊椎動物之族群顯著減少，但卻增加底棲的苔類植物，致使魚的生產力大爲降低。譬如，鮭魚(Salmon)的魚獲量在1885年至1925年顯著地降低，到1968 年趨於0 (Jensen and Snekvik 1972)，至今挪威有九條河川是相當酸化的(pH 4.5-5.5)且酸度亦加速上升中，毫無疑問是酸雨的關係，Salmon(鮭魚)數量之下降或消失，主要是牠們的生殖及新生魚的喪失。實驗室証明酸雨水抑制卵及魚苗的生長，對生殖言，pH之最低限度對鮭魚是5.0-5.5 ；對海鱒魚爲4.5-5.0 ；對棕鱒則爲 4.5。尤有進者，在Sorlandet 的湖中，魚已漸漸消失，從2083個湖中有741 個湖已沒有魚，477 個湖也將沒有魚，進一步證實湖水pH值在5.5以下時，湖中幾乎不見魚，或非常少（Jensen and Snekvik 1972）。

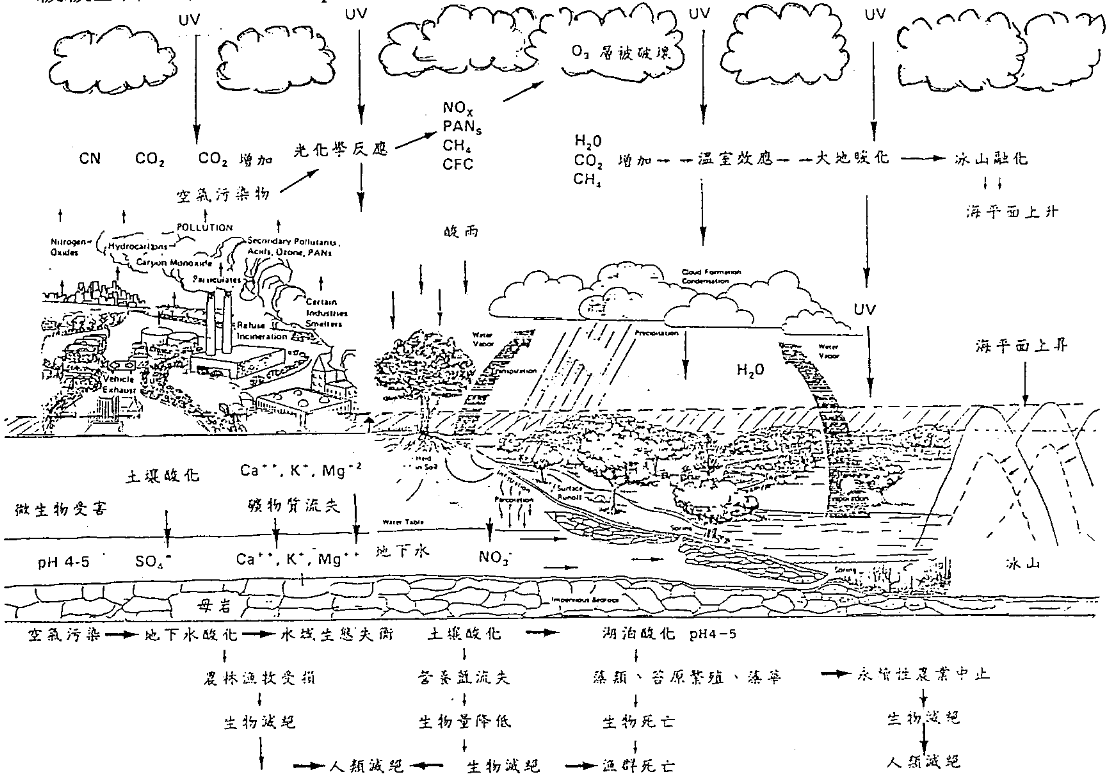
在加拿大La Cloche Mountain Lakes已發現近乎無魚狀態，主要是酸雨的緣故，在湖泊酸化的過程中重金屬之累積亦導致湖泊中魚類生長及生殖的危機，其中湖泊的pH值均介於4.4-5.6 間，其中明顯地指出不同魚種對於pH值的反應相當敏銳。譬如在pH 5.5-6.0間，small mouth bass及walleye 停止生產；pH 5. 2-5.5間，lake trout及troutperch停止；pH 4.7-5.2間，brown bullhead、whi te sucker、及rock bass 停止生長；pH 4.7-4.5間，lake herring、yellow pe rch 、及lake club均消失。

由於酸雨的原因導致魚之喪失，不僅在挪威，在英國泰吾士河、美國、加拿大、日本、甚至台灣淡水河或其他溪河也難再有豐富漁獲量。當然在台灣的情形除了酸雨外，

水污染、工業廢水、家庭污水或其他污染導致水域生態系無魚蝦螃蠣，那是自然的事。台灣淡水河整治計畫期望恢復昔日高生產力的時代，如果國人沒有環保概念，恐怕只是做夢罷了！

五、酸雨對森林集水區生態的影響

全世界非常著名的森林生態系之集水區系統，是設在美國新罕布爾州的Hubbard Brook 研究站(Likens *et al.* 1976)。在此調查集水區中淡水之pH值及酸性沈降物得知，在冬天是46 μ eq/l；在夏天則爲102 μ eq/l，這歸於硫化物的沈降。在夏天酸性物質經森林到水域中，其氫離子濃度低於平常90%，這由於H 與土壤中陽離子交換所致；在冬天則H 含量則低於正常的50 μ eq/l至25 μ eq/l以下，此顯示酸性沈降物大大地影響水質中的酸鹼度。基於九年時間的研究結果，於Hubbard Brook，其酸性沈降物中SO_2 在六、七月間最高達90 μ eq/l，冬天（十二月）降至最低至40 μ eq/l，中和的結果其含量趨於 30 - 40 μ eq/l間，季節間無顯著差異。對NO_2 言，則介乎於20-30 μ eq/l 間亦不因季節有差異。然而Cl^- 則在冬天時顯著地高出來約30 μ eq/l，夏天則在20 μ eq/l，其餘時間約在10 μ eq /l左右，此顯著指出夏天時，酸雨中最重要的成份SO_2最高導致集水區系中之水質 pH 降至4.0 以下。以月平均的 pH 値言，Hubbard Brook 的溪流，其pH值變化不大，均在5.0 左右，但酸性沈降物之pH值顯然有別，從四月間pH值開始下降到七月最低，至八月時再緩緩上升，顯示夏天時pH值因酸性沈降物而使pH下降至4.0 ，整個模式如圖二。



圖二、空氣污染物與全球變遷對永續性農業的影響相關模式

全球變遷與永續性農業

近年來，由於工業的發達，森林的砍伐，石油化學產品的加速利用，能源的開發，在在使大氣中的污染物及二氧化碳大量增加。尤其二氧化碳已在短短的二十年中上升20 ppm，這些溫室氣體(greenhouse gases)已顯著改變全球氣候，導致全球暖化現象(global warming)。大家要問，全球溫室上升不是好嗎？不，全球暖化，使全球生態系爲之改觀，失去平衡，若繼續下去，可能北極或南極冰山融雪，導致海水上升，屆時，許多生物就無法生存。全球污染物的增加也使南極上空的臭氧層產生破洞，致UV光長驅直射到地球造成UV光對生物之傷害。科學家已利用强UV光對作物生長的實驗而証明，高UV光使作物生產降低。長此以往，地球的基礎生產力恐要降低，而且UV光會促進微生物突變，可導致病害更不易控制。相繼而來，更多的殺草劑、殺蟲劑、或殺菌劑會因而更多，致增加污染程度。如此一來，農作物、林業、漁業、畜牧業之生產力將隨氣候變遷而發生改變。改變不見得不好，但若改變的環境不利於農作物等的生產，則此變遷對永續性的農業將造成傷害，這是不好的！因此本人提出一個因爲空氣污染物及溫室氣體的變遷對永續性農業影響的模式如圖 2 。由此可知，由於人類的貪婪、浪費、消耗自然資源增加空氣污染物，致使一系列的生態變化，最終導致農業的破壞、生物的滅絕，當然人類也只有走向死亡之途。

引用文獻

呂世宗　張嵩林　李澤民　洪正中　劉志仁. 1985・台灣區高速公路土壤鉛污染調查研究. 台灣省環保局.

周昌弘. 1978. 空氣污染對植物的傷害. 大陸雜誌 56(5):1-6.

張中和　湯清二. 1975. 空氣污染對林木生長之影響. 中興大學研究報告第 135 號.

劉瓊蓮　郭寶章　鍾旭和. 1985. 空氣污染與林木反應. 台灣林業 11(4): 8-29.

Beamish, R. J. 1974a. Loss of fish populations from unexploited remote lakes in Ontario, Canada as a consequence of atmospheric fallout of acid. Water Res. 8:85-95.

Beamish, R. J. 1974b. Growth and survival of white suckers (*Catastomus commersoni*) in an acidified lake. J. Fish Res. Board Can. 31:49-54.

Cheng, R. J. 1985. Effect of industrial emissions on necrotic injured leaf. 78th Ann. Meeting. Air Pollution Association.

Dong, Y. and R. J. Cheng. 1986. The injury of flyash and sulphur dioride on plant. China Environ. Sci. 6(4):7-12.

Gorham, E. 1976. Acid precipitation and its influence upon aquatic ecosystem -- an overview. USDA Forest Service General Fechnical Report NE 23. p. 425-458.

Hindawi, I. J. 1970. Air pollution injury to vegetation. US Dept. of Health, Education, and Welfare

Public Health Service. Environmental Health Service. National Air Pollution Control Administration, Raleigh, North Carolina, p. 44.

Heinselman, M. L. 1970. Landscape evolution, peatland types, and the environment in the Lake Agassiz Peatlands Natural Area, Minnesata. Ecol. Monogr. 40:235-261.

Jensen, K. W. and E. Snekvik. 1972. Low pH levels wipe out salmon and trout populations in southernmost Norway. Ambio 1:223-225.

Kellogy, W. W., R. D. Cadle, R. E. Allen, A. L. Lazrus and E. A. Martell. 1972. The sulfur cycle. Science 175:587-596.

Levitt, J. 1972. Responses of Plants to Environmental Stresses. Academic Press, N. Y. and London

Likens, G. E. 1976. Hydrogen ion input to the Hubbard Brook experimental forest, New Hamsphire, during the last decade. USDA Forest Service General Tech. Rep. NE-23. p. 397-407.

Oden, S. 1976. The acidity problem -- an outline of concepts. USDA Forest Ser. Gen. Tech. Rep. NE -23. p. 1-36.

Roberts, B. R. 1974. Foliar sorption of atmospheric sulfur dioxide by woody plants. Environ. Pollut. 7:133-140.

Shen, T. T., R. J. Cheng, V. A. Mohnen, M. Current and J. B. Hudson. 1977. Characterization of differences between old-fired and coalfired power plant emissions. The 4th International Clear Air Congress. p. 386-391.

Sitwell, N. 1984. Our trees are dying. Science Digest. 1984. p. 40- 48.

Sun, E. J. and H. J. Su. 1985. Fluoride injury to rice plants caused by air pollution emitted from ceramic and brick factories. Environ. Pallu. 37:335-342.

Smith, W. H. 1976. Lead contamination of the roadside ecosystem. J. Air pollut. Control Assoc. 26:753-766.

Smith, W. H. 1980. Air pollution - a 20th century allogenic influence on forest ecosystem. p. 79-87. Symposium on effect of air pollutant on Mediterranean and temperate forest ecosystems. June 22-27, 1980. Riverside, Calif. USA.

Smith, W. H. 1981. Air pollution and forest. (自劉等, 1985轉引)

Smith, W. H. and T. G. Siccuma. 1981. The Hubbard Brook Ecosystem Study: Biogeochemistry of lead in the northern hardwood forest. J. Environ. Qual. 10:323-333.

Voaga and Szoldos. 1963. (自 Levitt, 1972 轉引)